DOI:10.19336/j.cnki.trtb.2013.05.037

第 44 卷第 5 期 土 壤 通 报 Vol . 44 , No . 5

2013年10月 Chinese Journal of Soil Science Oct.,2013

吊兰生长对重金属镉、锌、铅复合  
污染土壤修复的影响

吴 丹 1，王友保 1, 2 [[1]](#footnote-2) [[2]](#footnote-3)，胡 珊 1，汪楠楠 1

（1. 安徽师范大学 生命科学学院，安徽 芜湖 241000;

2. 安徽师范大学 生物环境与生态安全安徽省高校省级重点实验室，安徽 芜湖 241000）

摘 要：选用观赏植物吊兰进行盆栽实验，研究了土壤重金属镉、锌、铅复合污染对土壤酶活性、土壤化学性质、有效态重金 属以及吊兰对土壤重金属镉、锌、铅复合污染的修复作用。结果说明：镉、锌、铅复合污染条件下，镉、锌协同抑制土壤过氧化 氢酶活性，而一定浓度的铅能促进土壤过氧化氢酶活性。对于磷酸酶活性，镉、锌和铅之间产生拮抗作用。蔗糖酶和脲酶的 活性随着镉、锌、铅各浓度的增加而下降。镉、锌、铅复合污染对土壤酶活性的抑制顺序为镉 > 锌 > 铅。实验组土壤酶活性显 著高于对照组的土壤酶活性。土壤的pH、还原电位随着镉、锌、铅浓度的提高而增大，土壤的有机质含量则与土壤重金属 镉、锌、铅的浓度关系不大，保持相对稳定。 由于吊兰的影响作用，实验组土壤的有效态重金属含量较低，且与对照组之间存 在极显著的差异。 总之，吊兰对土壤重金属镉、锌、铅复合污染有明显的修复效果，吊兰在重金属污染修复方面有广阔的应 用前景。

关 键 词：吊兰；土壤酶活性；修复；复合污染

中图分类号：53 文献标识码：A 文章编号：0564-39452013）05-1245-08

随着城镇化、工业化以及农业生产现代化的发展， 人民的生活水平得到了很大的提高，但同时也给我们 生存的环境带来了伤害，土壤重金属污染问题就是其 中一个严峻的环境问题［1,2］。重金属污染的来源主要是 采矿、冶炼等工矿企业排放的三废及汽车尾气排放、农 药和化肥的施用等，其中主要包括 Cd、Pb、Cr、Zn、Ni、 Cu、Hg 等［3］。实际上，在自然环境中，重金属污染并不 是单一某一种重金属造成的污染，而主要是以 2 种或 2 种以上元素同时作用形成的复合污染的形式存在于 环境中，它具有多样性和复杂性等特点［4］。针对复合污 染这一名词,Macnical等5］提出了 “联合毒性效应”和 复合毒性效应”的同一概念，而何勇田、周启星等人准 确的定义了复合污染并对其进行了系统分类［6,7］。在本 实验中，在土壤中添加外源性的镉、锌、铅形成不同浓 度的镉、锌、铅复合污染的土壤，从而针对复合污染土 壤进行一系列的探索研究。

重金属污染物难降解，难迁移，价位变化复杂，治 理起来非常困难，国内外常用的治理重金属污染的方 法有物理法、化学法和植物修复法等，而植物修复具有 物理修复和化学修复所没有的优点，如对环境的影响 低，不会造成二次污染，处理效果好，处理费用低，操作 简单，可以就地进行处理等，已成为一种相对安全可靠 的环境修复技术，成为重金属污染修复的主要研究方 向，引起了各国政府、科技界和企业界的普遍关注［8,9］。 由于百合科吊兰属植物吊兰（Chlorophtum comosum）生 命力旺盛、对环境适应能力强，是镉的超富集植物［10］， 且对锌和铅均有较强的耐性［11,12］，因此，本文选取吊兰 作为材料进行重金属镉（Cd、锌（Zn、铅（Pb复合污 染的实验，旨在研究重金属镉、锌、铅复合污染对土壤 酶、土壤的物理化学性质的影响以及吊兰对重金属镉、 锌、铅复合污染土壤的修复效果，为治理和修复土壤重 金属复合污染提供参考依据。

1. 材料与方法
   1. 实验设计

吊兰植物幼苗均取自吊兰母枝。剪下带有气生根 的幼苗后土培 1 周，幼苗生根稳定后取生长情况相近 的幼苗进行试验。供试土壤采于安徽师范大学后山山 坡，土壤为黄棕壤，供试土壤的基本理化性质见表 1。 土壤采回后风干，过 3 mm 筛后充分混匀备用。本实验 Cd.Zn.Pb复合污染采用3因子5水平设计方案,Cd、 Zn、b复合污染的处理浓度见表2。

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 表 2 重金属复合污染设计方案  Table 2 The design of heavy metal pollution | | | |
| 处理  Treatment | 重金属添加量 (mgkg-1) Additional quantity of heavy metal | | |
| Cd | Zn | Pb |
| 1 | 1 | 200 | 250 |
| 2 | 1 | 200 | 750 |
| 3 | 1 | 800 | 250 |
| 4 | 1 | 800 | 750 |
| 5 | 25 | 200 | 250 |
| 6 | 25 | 200 | 750 |
| 7 | 25 | 800 | 250 |
| 8 | 25 | 800 | 750 |
| 9 | 0 | 400 | 500 |
| 10 | 50 | 400 | 500 |
| 11 | 10 | 0 | 500 |
| 12 | 10 | 1000 | 500 |
| 13 | 10 | 400 | 0 |
| 14 | 10 | 400 | 1000 |
| 15 | 10 | 400 | 500 |

本实验采用直径为12.5 cm 的塑料花盆，每盆装 土 250 g。重金属 Cd、Zn、Pb 分别以 Cd (AC 2^2。、Zn Acb2H 2O、Pb Acb3H 2O的形式施入土壤，以不添加 重金属的土壤为空白组(CK)，于室温下稳定两周后， 每盆栽种两株吊兰作为栽种植物的实验组，同时另设 不栽种植物的对应重金属处理组作为实验的对照组， 以上每个处理均设三个重复。

| 表1  Table 1 | 供试土样的化学性质  Chemical properties of test soil samples | | | | |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 项目  Item | pH 电导率(^scm-1) 氧化还原电位mV)  EC ORP | 有机质含量 (gkg-1)  Organic matter | 全氮含量 (gkg-1) Total N | 全磷含量 (gkg-1) Total P | Cd 含量 (mgkg-1) Total Cd |
| 含量 | 4.775 107.5 -150 | 4.127 | 0.770 | 0.949 | 1.300 |

* 1. 测定方法

在栽培90天后，将吊兰小心从各处理土壤中连根 取出，去除吊兰根部的残余土壤，去掉土样中的残余根 系，自然风干，磨细，过0.1 mm筛后保存。

土样经盐酸一硝酸一高氯酸联合消解后,AA 6800 原子吸收分光光度法测定土壤重金属含量［13］。 土壤酶活 性测定参照关松荫、周礼恺、赵兰波等介绍的方法［14,15］。 土壤 pH 值、电导率、氧化还原电位以及土壤有机质含 量的测定均按土壤农化常规分析方法［13］。

以上所用容器均用2% HNO3浸泡24 h后使用， 以避免重金属的各种可能性污染。

* 1. 数据处理

采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 17.0 统计分析 软件进行数据处理与分析。

1. 结果

2.1 吊兰生长对土壤酶活性的影响

土壤酶是土壤肥力的一个敏感性生物指标，是最 为活跃的土壤有机成分之一，土壤酶活性直接影响土 壤中进行的生物和生物化学过程［16］，同时对重金属污 染的抑制或激活作用比较敏感，可将其视为监测土壤 环境污染的一个重要生物指标［17,18］。

图1、图2、图3和图4分别显示了对照组和实验 组重金属Cd、Zn、Pb复合污染土壤酶的活性，将其分 别与重金属添加量之间做多元回归分析得出表3。 从 图表中可看出，Cd、Zn、Pb复合污染条件下，与空白组 相比，随着Cd浓度的增大，过氧化氢酶活性明显降 低，同时土壤过氧化氢酶活性也随着土壤 Zn 添加浓 度的增大而增大，说明 Cd、Zn 协同抑制过氧化氢酶的 活性，而Pb对过氧化氢酶活性的作用与之相反，它对 过氧化氢酶活性具有促进作用，过氧化氢酶活性随 Pb 浓度的增加而增大，但从回归方程的影响系数来看， Cd的影响系数远远大于Zn和Pb的影响系数,说明在 Cd、Zn、Pb复合污染中土壤过氧化氢酶活性主要随土 壤Cd质量分数的变化而变化,Zn和Pb的浓度对土壤 过氧化氢酶活性的影响较小。 随着 Cd、Zn、Pb 各浓度 的增加，蔗糖酶和脲酶的活性均下降，也就是说Cd、 Zn、Pb3种元素共同协同使蔗糖酶和脲酶活性降低。对 于磷酸酶活性来说，在Cd、Zn、Pb复合实验中，Cd、Zn 对其均具抑制作用，且两元素对土壤磷酸酶活性的协 同抑制效应明显增强，而Pb对土壤磷酸酶活性具激 活作用，土壤磷酸酶活性随着Pb浓度的增加而增加， 减弱了 Cd、Zn对土壤磷酸酶活性的抑制作用，表现出 明显的拮抗作用,Pb浓度越高，拮抗作用越明显。说明 Cd、Pb、Zn复合污染对土壤酶的影响并非是各单因素 重金属影响效应的简单相加, 而是相互作用产生的结 果［19］。

在该实验中，Pb对土壤酶活性常表现为激活作 用，这可能是因为多数情况下Pb对土壤微生物生物 量存在显著刺激浓度范围，且对微生物的毒害作用较 小,而微生物数量、种类又与酶活性密切相关，因此Pb 对微生物有激活作用也就可能导致其对土壤酶活性具 有激活作用20］。而Cd、Zn对土壤酶活性的影响多表现 为抑制作用，可能是由于重金属抑制土壤微生物生长

和繁殖,减少了体内酶的合成和分泌,或者是由于酶分

子中活性部位—巯基和含咪唑的配体等结合形成较稳定的络合物,产生与底物的竞争性抑制作用,最终导致

土壤酶活性下降［21,22］。

1'iRalniPnl

cnc三上c«4.LUAZU1CS-22BU £6)型B®端m廟回

图3 Cd、Zz、PP复合污染对土壌过氧化氢酶活性的影响

Fig. 1 Effects of Crl, Zn, Ph combined pollution on soil catalase enzymatic activity

■实验组□对照组

4 •

3 - I E：

恤厢讪血

CK 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 I I 12 13 14 15  
处理

Tr^almenl

图2 (、^、外复合污染对土壤蔗酶酶活性的响响

Fig. 2 Effecls of Cd, Zn, Pb combined pollution tin soil in vert else enzymatic

activity

120

too

40

20

()

rr二rec二 UEAZgsvy Rein :(-«£)载担謎蚩一

■实验组□対照组

皿皿冊1【

(一 3laife淒@警

**r-=.-m-=-UAZUxl.zF**

CK 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15

30000

25000

20000

15000

10000

5000

0

■实验组□对照组

[

r

■

CK 2 4 6 8 10 12 14

，处理

Treatment

图3 Cdc、、Ph复合污染对土壤腺酶酶性的的响

Fig, 3 EEectc of Cd\* Zz. PP gombnnel poHulion on soil ulease erzzymniic activity

、处理

Treatment

图4 C、Zn、Ph复合污染对土壤磷酸酶活性的影响

Fgg. 4 EHes怡 cfOL Zn, Pb ccmbinep pcllulicn so spH phcspheikuse

nzyyaiatia arviyity

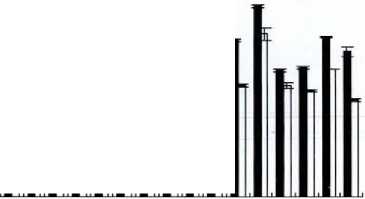
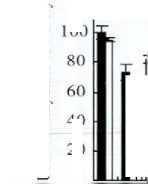
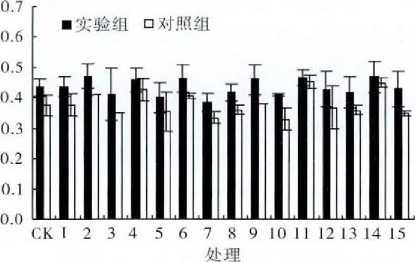


表3 土壤重金属CC、n、Pb复合污染和土壤酶活性的多元回归分析

Table3 Mult ivar iat er egr ess ion analysisbetween Cd,Zn,Pb combined pollution in soiland soilenzymicactivity

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 因变量 Dependent variable | 多元回归方程 Mult i var iat er egr ess ion equation | R | F |
| 对照组 过氧化氢酶 | y = 0.376 - 0.001 x1 - 0.00004x2 + 0.00009x3 | 0.852\* | 10.599\*\* |
| 蔗糖酶 | y = 2.582 - 0.008x1 - 0.001 x2 - 0.001 x3 | 0.723 | 4.382\* |
| 脲酶 | y=79.381 - 0.287x1- 0.022x2- 0.006x3 | 0.770 | 5.822\* |
| 磷酸酶 | y = 19788.369 - 79.195x1- 7.586x2 +2.927x3 | 0.734 | 4.659\* |
| 实验组 过氧化氢酶 | y = 0.433 - 0.001 x1 - 0.00004x2 + 0.00006x3 | 0.933\* | 26.838\*\* |
| 蔗糖酶 | y = 3.166 - 0.010x1 - 0.001 x2 - 0.001x3 | 0.770 | 5.836\* |
| 脲酶 | y=84.359 - 0.280x1- 0.023x2- 0.006x3 | 0.772 | 5.904\*\* |
| 磷酸酶 | y=23055.826- 22.043x1- 7.941x2 +3.564x3 | 0.720 | 4.298\* |

注：X1代表土壤添加Cd含量；X2代表土壤添加Zn含量；X3代表土壤添加Pb含量；\*代表*P* < 0.05,相关性显著汁代表P<0.01,相关性极 显著 。 指标

表 4 实验组与染照组土壤酶活性的配染 T 检验

Table 4 The Results of T-test of the difference of soil enzymatic activities between theplanted group and th econtrol group

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 指标  Item | 过氧化氢酶  C atalas eactivity I | 蔗糖酶  nvertaseactivity | 脲酶  Ureaseactivity P | 磷酸酶  hosphatas eactivity |
| T | 11.298\*\* | 18.199\*\* | 47.999\*\* | 9.968\*\* |

注：\*\*代表 P< 0.01,极显著。

表 3 说明,4 种土壤酶活性与土壤重金属 Cd、Zn、

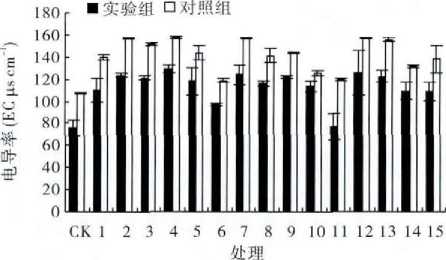
Pb 复合污染之间的相关性均显著（对照组土壤过氧化 氢酶活性与土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染之间相关 性极显著,而实验组土壤过氧化氢酶和脲酶活性与土 壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染之间相关性极显著） Cd、Zn、Pb 对4种土壤酶活性的影响效应各不相同,

Cd对4种酶的影响均有较高的抑制作用，Zn的抑制作用较低，而Pb只对蔗糖酶和脲酶有抑制作用，对过 氧化氢酶和磷酸酶均具有激活作用，所以,Cd、Zn、Pb 复合污染中Cd、Zn、Pb这三种重金属元素对土壤酶活 性的抑制效应顺序为Cd>Zn> Pb，即本实验中土壤 酶活性对Cd、Zn、Pb这3种重金属元素的敏感顺序为 Cd > Zn > Pb。

分别将对照组和实验组的 4种土壤酶活性进行配 对T检验(表 4 ,实验组的土壤酶活性与对照组的土 壤酶活性之间均有极其显著的差异，且实验组4种土 壤酶活性明显高于对照组的 4种土壤酶活性，与对照 组的 4 种土壤酶活性相比，实验组过氧化氢酶、 蔗糖 酶、 脲酶和磷酸酶这4种土壤酶活性分别达到了 1.242，2.352，1.099和 1.681 的顶峰倍数，这说明吊兰 能显著提高土壤重金属Cd、Zn、Pb复合污染的土壤酶 活性，即吊兰对重金属污染土壤的土壤酶活性有很大 的修复效果，吊兰在土壤重金属复合污染的修复方向 有广阔的应用前景。

**2.2**吊兰生长对重金属**Cd**、**Zn**、**Pb**复合污染土壤 化学性质的影响

图 5、图 6、图 7 和图 8 显示了对照组和实验组土 壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染对土壤化学性质的影 响。土壤的化学性质不仅是判定土壤质量的标准，也是 评价植物修复土壤效果的一个直接指标。



6.0

■实验组 口对照组

Treatment

图6 Cd、Zn、Ph复合污染对土壤电导率的影响

Fig, 6 EieetSs ff C,, Zn, Pb ommbindd poHiihnn ntt theCC value of soil

CK 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15

处理

Treatmenl

图.5 Cd、Zn、Pb复合污染对土壤pH的影响

Fig 5 Effects of Cd, Zn, Pb combined pollution on he pH value f soil

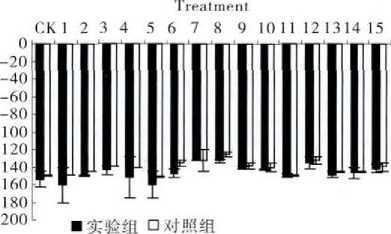


图7 Cd、n、Pb复合污染对土壤还原电位的影响

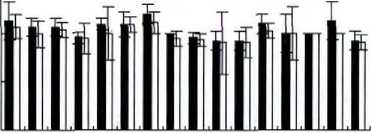
Fig 7 Effects of Cd, Zn, Pb combined pollution on he ORP value f soil

处理

d~c

从图表中我们可以看出，在该复合污染实验中， Cd、Zn、Pb均对土壤的pH起激活作用，即随着Cd、 Zn、Pb各浓度的增加，土壤的pH随之增大，这可能是 因为Cd2+、Zn2+、Pb2+均是以醋酸盐离子的形式加入土 壤，醋酸盐水解则导致土壤的 pH 增大。 和土壤的 pH 一样，土壤的还原电位也随着Cd、Zn、Pb各浓度的增 加而增大，其原因也可能是Cd2+、Zn2+、Pb2+均是以醋酸

5.0



CK 2 4 6 8 10 12 14

处理

Treatment

■实验组口对照组

5 0 5 0

4.4.3.3. .IdHELUccBgpo

(-』!)聲盘

图8 Cd、Zn、Pb复合污染对土壤有机质的影响

Fig. 8 Effects of Crl, Zn, Ph (combined pollulion on the Organic matter value of soil

盐离子的形式加入土壤，而造成土壤还原电位增大，而 土壤的电导率则随着Cd浓度的提高而有所降低，随 着Zn、Pb浓度的增大而提高，土壤中的有机质含量则 与土壤添加的重金属Cd、Zn、Pb的浓度关系不大，保 持相对稳定。

表 5 显示了对照组和实验组土壤重金属 Cd、Zn、 Pb复合污染与土壤化学性质的多元回归分析，对照组 和实验组的 pH 、电导率、还原电位与土壤重金属 Cd、 Zn、Pb复合污染之间均呈显著的相关关系（对照组的 还原电位与土壤重金属Cd、Zn、Pb复合污染之间呈极 显著的相关关系,，而土壤的有机质含量与土壤重金属 Cd、Zn、Pb复合污染之间的相关性不显著，没有统计学 意义，正如上面所说土壤的有机质含量与土壤重金属 Cd、Zn、Pb复合污染浓度关系不大，一直在某一固定范 围内波动。

将实验组与对照组的土壤化学性质进行配对T 检验（表6,，实验组的土壤化学性质与对照组的土壤 化学性质之间的差异性极显著。 与对照组的电导率和 还原电位相比较，实验组相对较低一些。 实验组的 pH 也比对照组的 pH 低，这可能是因为实验组种植了植 物—吊兰，植物吸收了部分添加的重金属，从而导致对 照组土壤中的重金属含量比实验组多，而添加的醋酸 盐会水解使土壤的 pH 增大。 种植吊兰的实验组比不 种植吊兰的对照组土壤有机质含量高，土壤更加肥沃， 说明吊兰对重金属污染土壤的土壤质量有很大的提 高，吊兰对土壤重金属复合污染有一定的修复作用。

表 5 土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染与土壤化学性质的多元回归分析

Tabie5 MuitivariateregressionanaiysisbetweenCd,Zn,Pbcombinedpoiiutioninsoiiandsoiichemicaiproperties

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 因变量 Dependent variable | 多元回归方程 Multivariate regression equation | *R* | *F* |
| 对照组 pH | *y* = 4.787 + 0.007 *x*1 + 0.00002*x*2 + 0.00004*x*3 | 0.695 | 3.736\* |
| 电导率 | *y* = 130.318 - 0.288*x*1 + 0.036*x*2 + 0.005 *x*3 | 0.733 | 4.652\* |
| 还原电位 | *y*=-152.618+0.118*x*1+0.017*x*2+0.005*x*3 | 0.831 | 8.943\*\* |
| 有机质 | *y* = 4.066 - 0.00001 *x*1 + 0.00001 *x*2 + 0.00002*x*3 | 0.597 | 2.214 |
| 实验组 pH | *y* = 4.672 + 0.007 *x*1 + 0.00001 *x*2 + 0.00004*x*3 | 0.684 | 3.514\* |
| 电导率 | *y*=95.744-0.021*x*1+0.036*x*2+0.002*x*3 | 0.710 | 4.055\* |
| 还原电位 | *y*=-157.007 +0.149*x*1+0.018x2+0.002*x*3 | 0.740 | 4.851\* |
| 有机质 | *y* = 4.082 - 0.001 *x*1 + 0.00001 *x*2 + 0.00009*x*3 | 0.639 | 2.762 |

注：X1代表土壤添加Cd含量；X2代表土壤添加Zn含量；X3代表土壤添加Pb含量；\*代表*p* < 0.05,相关性显著广代表*p* < 0.01,相关性极显著。

表6实验组与对照组土壤化学性质的配对T检验

Tabie 6 The resuits of T-test of chemicai properties of the soii between the pianted group and the controi group

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 指标  Item | pH | 电导率  EC | 氧化还原电位  ORP | 有机质  Organic matter |
| T | -6.888\*\* 1) | -16.177\*\* | -4.589\*\* | -3.510\*\* |
| 注： | -代表P <0.01,极显著。 | |  |  |

1. 土壤中有效态重金属含量的变化

土壤中重金属大部分固定在土壤矿物晶层中，或 生成难溶化合物，或与土壤有机质络合，很难立即释放 出来，对作物生长的根际环境和植物吸收影响不大，土 壤重金属的生物毒性和积累能力主要依赖于他们的存 在形态，所以土壤重金属有效态含量的大小至关重要。 有效态重金属指的是容易被植物吸收的水溶态和交换 态重金属。这些重金属的形态对植物是有效的，对土壤 环境变化反应比较敏感，也可以作为评价土壤污染的 一个重要指标［23,24］。 土壤重金属有效态含量的大小，是 影响植物吸收多少、快慢，以及影响土壤酶活性和组成 等的最直接部分。 而植物的生长、吸收，土壤微生物 的作用、 土壤酶的作用等也可以影响土壤重金属有效 态的含量。

将对照组和实验组的土壤有效态重金属含量列于 表7。在Cd、Zn、Pb复合实验中，土壤中有效态Cd含 量随着Pb添加浓度的增大而增大，随着Zn添加浓度 的增大而降低，这说明Pb对土壤中有效态Cd含量产 生了激活作用，而Zn对土壤中有效态Cd含量起抑制 作用。 原因可能是：外源性的 Cd 进入土壤主要以物理 化学吸附为主，它与土壤中的0H-和C l■形成络离子， 易于移动；土壤中的 Zn 主要以残留态、铁锰氧化物态 和碳酸盐态存在；而Pb进入土壤主要以化学吸附为 主，在土壤中可生成稳定的络合物，如溶解度小的 PbC03、Pb3P04）2 及 PbSO4,在土壤中很少移动25］。当 Cd、Zn、Pb三种重金属同时存在时，由于土壤对Pb具 有很强的吸附能力，而Cd在土壤中的吸附点又容易 被Pb夺取％27］,从而导致Pb更易于固定在土壤中，难 以移动，而Cd的活性增强，提高了土壤中有效态Cd 含量；而锌的浓度的增加，可一定程度提高土壤对镉的 吸附量园。土壤有效态Zn含量随着重金属Cd和Pb的 添加浓度的增加而增大，说明Cd和Pb对土壤中有效 态Zn含量均产生抑制作用，降低了土壤中Zn的活 性，Cd和Pb对土壤有效态Zn含量具有协同抑制作 用。土壤有效态Pb含量随Cd和Zn浓度的增大而降 低,Cd和Zn元素均对土壤中有效态Pb含量产生了抑 制作用，可能是由于：单一 Pb污染时,Pb只能被土壤 表面具有较高吸附能力的吸附位置所吸附，而Cd、Zn 同时存在条件下,Pb也能被土壤表面较低吸附能力的 吸附位置吸附,而且不仅增大了吸附量,也增加了它与 吸附点结合的牢固程度［28］。

从表 8 可看出,土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染 与土壤有效态重金属含量之间均呈极显著的相关关 系。 将实验组与对照组土壤有效态重金属含量进行配 对 T 检验,得出的结果显示出实验组和对照组之间差 异性极显著。 实验组有效态重金属含量显著低于对照 组中有效态重金属含量,部分原因是吊兰的吸收和积 累,部分是因为一些有效态重金属可能与根际分泌物 有密切的关联［29］。 这说明吊兰对土壤重金属污染修复 具有一定的效果,能降低土壤中重金属污染的浓度。

表 7 土壤中有效态重金属含量的变化

Table7 Th echan g eof A vailabl estat eof h eavy m etal in soil

|  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 处理  Treatment | 对照组 Control Group (mgkg-1) | | | 实验组 Planted Group (mgkg-1) | | |
| Cd含量  Concentration of Cd | Zn含量  Concentration of Zn | Pb 含量  Concentration of Pb | Cd含量  Concentration of Cd | Zn 含量  Concentration of Zn | Pb 含量  Concentration of Pb |
| CK | 0.058± 0.011 | 6.080 ± 0.127 | 1.243 ±0.004 | 0.048± 0.008 | 5.530 ± 0.145 | 1.243 ±0.003 |
| 1 | 0.848 ± 0.018 | 155.975 ±2.860 | 59.288 ± 0.739 | 0.762 ± 0.031 | 143.892 ±5.485 | 55.107 ±0.523 |
| 2 | 0.940 ± 0.064 | 143.225 ± 4.243 | 320.293±2.206 | 0.853±0.101 | 143.058 ±1.155 | 257.855 ± 2.506 |
| 3 | 0.878 ± 0.011 | 540.975 ± 4.073 | 48.213 ±1.651 | 0.793 ± 0.044 | 513.725 ±2.951 | 44.800 ± 1.327 |
| 4 | 0.915 ± 0.007 | 516.975 ±2.274 | 234.668 ± 4.296 | 0.838± 0.085 | 506.892 ± 1.251 | 234.147 ±2.998 |
| 5 | 18.908 ±0.654 | 160.725 ± 7.778 | 52.893 ±2.761 | 17.612 ± 0.224 | 152.058 ±2.566 | 49.380 ± 0.520 |
| 6 | 17.858 ±0.301 | 161.225 ± 2.121 | 260.993 ±1.750 | 16.545 ± 1.159 | 154.558 ±5.008 | 233.655 ± 6.684 |
| 7 | 18.295 ±0.071 | 508.725 ± 3.477 | 52.243 ±3.313 | 17.353 ±0.231 | 506.892 ± 2.312 | 45.580 ± 3.381 |
| 8 | 18.158 ±0.407 | 514.975 ±4.730 | 252.380 ± 0.001 | 17.170 ±0.214 | 512.725 ±3.373 | 210.030 ±1.711 |
| 9 | 0.095 ± 0.001 | 300.725 ± 2.121 | 139.380 ± 3.140 | 0.082 ± 0.023 | 263.392 ± 4.619 | 129.798 ±6.505 |
| 10 | 37.220 ± 1.662 | 284.225 ± 1.414 | 133.840 ± 3.910 | 35.812 ±1.465 | 260.225 ± 7.762 | 131.443 ± 1.276 |
| 11 | 6.770 ± 0.035 | 21.225 ±4.243 | 149.283 ± 1 .080 | 6.053±0.191 | 8.558 ± 4.537 | 137.902 ± 3.215 |
| 12 | 6.983 ± 0.760 | 713.475 ±5.303 | 122.138 ± 2.910 | 6.062 ± 0.101 | 667.392 ± 2.337 | 120.912 ±7.128 |
| 13 | 6.145 ± 0.035 | 307.725 ± 9.192 | 1.745 ±0.354 | 5.578±0.123 | 291.225 ±8.185 | 1.328 ± 0.144 |
| 14 | 7.045 ± 0.071 | 281.475 ±5.303 | 345.380 ± 6.435 | 6.720 ± 0.075 | 274.558 ± 1.251 | 333.488 ± 1.501 |
| 15 | 6.920 ± 0.071 | 295.225 ± 1.314 | 140.643 ± 9.231 | 6.245 ± 0.278 | 288.892 ± 2.677 | 122.457 ±3.724 |

表 8 土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染与土壤有效态重金属含量的多元回归分析

Table8 Mult ivar iat er egr ess ion analys is b etw een Cd,Zn,Pb combined pollution in soiland soil A vailablestate

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 因变量 | Dependent variable | 多元回归方程 Mult i var iat er egr ess ion equation | | R | F |
| 对 | 有效态Cd含量 | y= | - 0.192 + 0.739x1- 0.00002x2+ 0.00006x3 | 0.999 | 2217.893\*\* |
| 照 | 有效态 Zn 含量 | y= | 29.157 - 0.089x1 + 0.648x2 - 0.009x3 | 0.995 | 425.089\*\* |
| 组 | 有效态 Pb 含量 | y= | - 10.107 - 0.460x1- 0.040x2 + 0.380x3 | 0.980 | 97.700\*\* |
| 实 | 有效态 Cd 含量 | y= | - 0.369 + 0.706x1 - 0.00004x2 + 0.00008x3 | 0.998 | 1171.668\*\* |
| 验 | 有效态 Zn 含量 | y= | 19.061 - 0.014x1+0.629x2 - 0.001x3 | 0.998 | 972.330\*\* |
| 组 | 有效态 Pb 含量 | y= | - 12.253 - 0.401x1- 0.028x2 + 0.345x3 | 0.989 | 173.548\*\* |

注：1代表土壤添加Cd含量；2代表土壤添加Zn含量；3代表土壤添加Pb含量；代表*p* <0.01,相关性极显著。

1. 结论
2. 土壤过氧化氢酶活性主要随Cd浓度的变化 而变化,Zn和Pb的影响较小。Cd.Zn.Pb 3种元素共 同协同使土壤蔗糖酶和脲酶活性降低。 对于磷酸酶活 性,镉、锌和铅之间产生拮抗作用。 且这 4 种土壤酶活 性与土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染之间均有显著的 相关关系oCd.Zn.Pb复合污染对土壤酶活性的抑制效 应不同,抑制顺序为 Cd > Zn > Pb。
3. 实验组的土壤酶活性显著高于对照组的土壤 酶活性,说明吊兰能显著提高土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染的土壤酶活性,对土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复 合污染有一定的修复作用,吊兰在土壤重金属复合污 染的修复方向有广阔的应用前景。

(3 土壤的pHn电导率、还原电位与土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染之间均呈显著的相关关系,而土壤 的有机质含量与土壤重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染之间 的相关性不显著,土壤的有机质含量与土壤重金属添 加浓度关系不大,一直在某一固定范围内波动。种植吊 兰的实验组比不种植吊兰的对照组土壤有机质含量 高,土壤更加肥沃。

(4当Cd.Zn.Pb复合污染时,Pb对土壤中有效态 Cd 含量产生了激活作用,而 Zn 对土壤中有效态 Cd 含 量起抑制作用；Cd和Pb对土壤有效态Zn含量具有协 同抑制作用；Cd和Zn元素对土壤中有效态Pb含量也 产生了抑制作用，说明Cd、Zn、Pb复合污染并不是简 单的三种重金属元素相互叠加，而是相互作用共同产 生效应。实验组土壤的有效态重金属含量较低，且与对 照组之间存在极显著的差异。 说明吊兰对土壤重金属 污染修复具有一定的效果，能降低土壤中重金属污染 的浓度。

参考文献：

[ 1 ] 安志装, 王校常，施卫明, 等. 重金属与营养元素交互作用的植物 生理效应[J]. 土壤与环境,2002,11 4) ：392 - 396.

[ 2 ] LAPERCHE V, LOGAN T J, GADDAM P, et al. Effect of apatite amendments on plant take up of lead from contaminated soil [J]. Environmental Science & Technology, 1997, 31(10): 2745 - 2753.

[ 3 ] 郭亚平, 胡曰利. 土壤－植物系统中重金属污染及植物修复技术

J].中南林学院学报，2005 , 2 4) ： 59 - 62.

[ 4 ] RENELLA G, ORTIAOZA A L R, LANDI L, et al. Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity on phosphatase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological dose(ED50)[J]. Soil Biology &. Biochemisity, 2003, 35 (9):1203- 1210.

[5 ] MACNICALRD,BECKETTP H T. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements [J]. Plant and Soil, 1985, 85: 107 - 129.

1. 何勇田，熊先哲.复合污染研究进展[J].环境科学,1994, 15 6)： 79 - 83.
2. 周启星.复合污染生态学M].北京冲国环境科学出版社,995： 1 - 12.

[ 8 ] SALT D E, SMITH, R D, RASKIN L. Phytoremediation [J]. Annual review of plant physiology and plant molecular biology, 1998, 49： 643 - 668.

[ 9 ] PULFORD I D, WATSON, C. Phytoremediation of heavy metal- contaminated land by treesreview [J]. Environment International, 2003, 29： 529 - 540.

1. 王友保,燕傲蕾,张旭情,等.吊兰生长对土壤镉形态分布与含量 的影响J].水土保持学报，2010, 24 6) ：163 - 172.
2. TAO J M , WANG Y B , DAI J. Accumulation and ToleranceofZinc in Ornamental P lant C hlorophytum comosum. Applied M echanics and M aterials, 201 1 , 66 - 68：524- 527.
3. WANG Y B, TAO J M, DAI J. Lead tolerance and detoxification mechanism of Chlorophytum comosum. African Journal of

Biotechnology, 2011, 10 (65)： 14516 - 14521.

1引 李酋开.土壤农化常规分析法M]•北京:科学出版社,984：67- 69.

1. 周礼恺，张志明.土壤酶及其研究法[J]. 土壤通报,1980,11 5): 37 - 38.
2. 赵兰波，姜 岩.土壤磷酸酶的测定方法探讨J]. 土壤通报,1986, 17(3): 138 - 141.
3. NANNIPIERI P, ASCHER J, CECCHERINI M T, et al. Microbial diversity and soil functions [J]. European Journal of Soil Science, 2003, 54: 655 - 670.
4. GILLER K E, WITTER E, M C GRATH S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agriculture soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1998, 30:1389 - 1414.
5. 邱莉萍，张兴昌.CuZnCd和EDTA对土壤酶活性影响的研究J]. 农业环境科学学报,2006,25(1):30- 33.
6. 杨志新，刘树庆.Cd.Zn.Pb单因素及复合污染对土壤酶活性的影 响 J]. 土壤与环境，2000,91):15 - 18.

[20] 史 艇. 重金属和矿物油对土壤微生物生态活性的影响 [J]. 农业 环境保护,1993,12(3):105.

21]周礼恺，张志明，曹承绵.土壤的重金属污染与土壤酶活性J].环 境科学学报,1985,5(2):176- 184.

1. 史长青. 重金属污染对水稻土壤酶活性的影响 [J]. 土壤通报, 1995,26(1):34- 35.
2. KIDD P S,DIEZ J,MARTINEZ C M . Tolerance and bioaccumulation of heavy metals in five populations of Cistus ladanifer L. subsp. Ladanifer[J]. Plant and Soil, 2004, 258:189 - 205.
3. SUGIYAMA M, AE N, ARAO T. Role of roots in differences in seed cadmium concentration among soybean cultivars-proof by grafting experiment[J]. Plant and Soil, 2007, 295:1 - 11.
4. 杨崇洁. 几种金属元素进入土壤后的迁移转化规律及吸附机理的 研究J].环境科学,1990,10 3)： 2 - 8.
5. ROBBET W, PETERS, LINDA S. Adsorption dissorption characteristics of lead in various types of soil [J]. environmental progress, 1992, 11(3) :234 - 240.
6. 余国营,吴燕玉.土壤环境重金属元素的相互作用及其对吸附特 性的影响J].环境化学,1997,16(2):30 - 36.
7. 宋 菲,郭玉文,刘孝义, 等. 土壤中重金属镉锌铅复合污染的研 究 J].环境科学学报,1996,16 4):431 - 436.
8. MENCH M, MARTIN E. Mobilization of cadmium and other metals from two soil by root exudates of Zeamays L., Nicotiana tabacum L. and Nicotiana rustica L[J]. Plant and Soil, 1991, 132:187 - 196.

Remediation of Soil with Cd, Zn, Pb Combined Pollution by  
Chlorophytum Comosum Growth

WU Dan1, WANG You-bao1,2\*, HU Shan1, WANG Nan-nan1

(1.College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu 241000, China; 2. Provincial Key Laboratory of Biotic Environment and  
Ecological Safety in Anhui, Wuhu 241000, China)

Abstract: Effect of Cd, Zn, Pb combined pollution on soil enzyme activities, chemical properties, available concentration of the heavy metals in soil and the repairing effect of soil with Cd, Zn and Pb combined pollution by Chlorophytum comosum were researched by using pot experiment. The results showed that Cd and Zn collectively inhibited catalase activity of soil while Pb advanced catalase activity in the condition of Cd, Zn and Pb combined pollution. The compound pollution of Cd, Zn and Pb on phosphatase activity exhibited protective effect. The activities of invertase and urease were all reduced with the increasing concentration of Cd, Zn and Pb. The inhibiting effect of the three heavy metals on soil enzymes had a toxicity order: Cd > Zn > Pb. The soil enzyme activity of experimental groups was significantly higher than that of control groups. The values of pH and oxidation reduction potential (ORP) were all increased with the increasing concentration of Cd, Zn and Pb. The Organic matter have less to do with the concentration of heavy metals, it did not changed much. Available concentration of the heavy metals in soil of experimental groups was significantly lower than that of control groups owing to the influence of C. comosum. In conclusion, C. comosum has obviously effect in repairing Cd, Zn and Pb combined pollution soils, it has broad application prospects in remediating soil of Cd, Zn and Pb combined pollution.

Key words: Chlorophytum comosum; Soil enzyme activities; Recovery; Complex pollution

1. 收稿日期： 2011-12-07；修订日期： 2012-02-28

   基金项目：国家自然科学基金31070401）、安徽省高校自然科学基金重点项目K J 2009 A 104, K J 2010 A 152）、重要生物资源保护与利用研究安徽省 重点实验室基金资助项目和安徽师范大学生态学省级重点学科基金资助项目资助

   作者简介：吴 丹（1988-，女，安徽池州人，硕士研究生.从事重金属污染与修复研究。E-mail:[wudan\_1003@yahoo.com.cn](mailto:wudan_1003@yahoo.com.cn) [↑](#footnote-ref-2)
2. 通讯作者： E-mail：wybpmm @ 126.com [↑](#footnote-ref-3)